doi:10.13866/j.azr.2019.02.25

2005—2015 年石羊河流域生态系统服务时空分异①

王 蓓[1], 赵 军[2], 仲俊涛[3]

(1. 兰州大学资源环境学院,甘肃 兰州 730030; 2. 西北师范大学地理与环境科学学院,甘肃 兰州 730070; 3. 青海师范大学地理科学学院,青海 西宁 810016)

摘 要: 生态系统服务研究是目前生态学领域的热点和前沿。以石羊河流域为研究区,借助 GIS 技术和方法,对流域 2005、2010 年和 2015 年的水源涵养、土壤保持、水质净化、碳储存、生物多样性、食品供给 6 项服务进行定量评估,并对不同地类的服务变化规律及生态系统功能分区进行探索与研究。结果表明:① 各服务类型在空间上表现出差异性规律:水源涵养、生物多样性、碳储存在空间上呈现西南高东北低,高值沿河流及周围带状分布的空间格局;水质净化高值区分布较为零碎;武威、永昌和民勤盆地等地为食品供给服务的高值区。② 在不同土地利用类型中,草地和耕地是承担生态系统供给服务的关键角色。③ 研究区划分为 3 项生态功能区,即祁连山生态保育区、流域绿洲生态功能区、荒漠生态功能区。通过对石羊河流域生态系统服务时空分异特征进行深入分析,以期为相关研究提供数据和方法支持,并为相关流域生态保护与建设目标提供科学参考。

关键词: InVEST 模型; 土地利用类型; 生态系统服务功能; 生态功能分区; 石羊河流域

随着工业化进程的推进以及社会、经济活动规模的不断扩大,人类以前所未有的速度改变着生态系统结构,致使全球许多地区面临生态危机,有关生态系统服务的研究备受关注。生态系统服务是指通过生态系统的功能直接或间接得到的产品和服务[1]。“生态系统服务”一词源于 1970 年的 SCEP (study of critical environmental problem)[2-3]报告,并由 Holdren 和 Ehrlich 等学者[4-7]进行拓展研究,1981 年确定为“生态系统服务功能”[8]。20 世纪 90 年代,生态系统服务成为国际生态学和生态经济学研究热点[1,9]。1997 年,Cairns[10]、Daily[9]、Constanza 等[1]学者相继对生态系统服务定义进行了研究。与此同时,生态系统服务功能的分类研究也越来越多,如 Alexander 等[11]、Naylor 等[12]、Schulze 等[13]、Constanza 等[1]、Daily[9]均对服务功能分类做出了较为全面的阐述与分析。特别是 2000 年联合国组织的千年生态系统评估项目(MA)对生态系统服务价值的分类成为研究领域的一个里程碑[14-15],将其分为供给、调节、文化和支持四大功能类型,并提出了生态系统服务价值评估范式。2007 年,美国斯坦福大学、大自然保护协会(TNC)与世界自然基金会(WWF)联合开发了 InVEST(Integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs)模型。自发布以来,随着模型的不断研究和完善,被广泛应用于全球或区域自然资产和生态系统服务价值评估中,并取得较为理想的效果[16-23]。虽然我国在这一研究领域起步较晚,但在引进国外相关成果的基础上也有所创新。起初,许多学者对生态系统服务的概念和分类进行了综述和分析[24]。之后,鲁春霞等[25]在问卷调查的基础上制定了中国陆地生态系统单位面积生态服务价值表,建立起相应的评价体系,并对我国区域生态资产价值进行了初步评估。此后,大多学者采用谢高地等的生态服务价值表,开展了区域性生态服务评估研究。近年来生态系统服务机理、模拟和制图表达等领域成为相关学者研究的重点,并取得了阶段性的进展。随着对生态系统服务评估研究的不断深入,InVEST 模型也被广泛关注,应用领域呈现多元化[26-31],且服务评估模式逐步增多[32-35]。目前,国内对 InVEST 模型的研究基本与国外保持一致,并有很多成果,且得到广泛的应用。

石羊河流域作为西北干旱内陆河流域之一,处于构建国家生态保护屏障的重要地段。由于特殊的

① **收稿日期:** 2018-03-30; **修订日期:** 2018-12-06
基金项目: 国家自然科学基金项目(41661084)
作者简介: 王蓓(1992-),女,博士研究生,研究方向为空间分析与应用生态学. E-mail: qwsswb@163.com
通讯作者: 赵军. E-mail: zhaojun@nwnu.edu.cn

自然地理条件和不合理的人类活动严重改变着生态系统结构,出现了生态环境不断恶化的趋势,成为我国干旱区内陆河流域生态退化的典型和社会各界广泛关注的焦点。该区域生态系统服务评估已取得一定的成果[36-38],但以传统的数理统计为主,缺少对生态系统服务的空间化表达,且用于研究的服务类型较少、时段较早,评价结果较为单一,加之缺乏以生态系统服务为视角对不同区域的生态系统进行针对性管理。因此,如何精准测度该区域的生态系统服务,深刻理解服务的时空变化特征,加强保育和管理生态系统,提高生态系统管理效率迫在眉睫。本文从石羊河流域水文-生态系统角度出发,筛选符合该流域的生态系统服务功能类型,借助 InVEST 模型,采用 GIS 技术和方法,首先建立研究区不同时期的生态系统服务基础数据集;其次,通过对服务类型的空间分布格局进行深入分析,研究土地利用对流域生态系统服务的影响机制;最终,对流域生态系统服务类型进行功能分区,据此提出有效的生态系统管理和人类活动管控措施,充分发挥人的积极能动性,降低生态风险,促进流域生态环境改善和可持续发展,达到人与自然的和谐共处。

1 研究区概况

石羊河流域地处欧亚大陆中部,位于中国西北干旱区(101°22′E~104°16′E,36°29′N~39°27′N)(图 1),流域全长达 300 km,面积约为 4.16×10^4 km^2。属典型的大陆性干旱气候,降水少而集中,日照充足,昼夜温差大,且气候区域差异显著,具有独特的生态-水文过程。地势由南至北逐渐降低,整个流域有 4 个地貌单元,南部祁连山区分布着大面积的原始森林;中部走廊平原区属于该流域的精华之地,亦为石羊河流域人类活动强度最大地区,灌溉农业发达,径流耗损严重[39];北部低山丘陵区逐渐趋于平原荒漠化,地形地貌主要以平原谷地、山前洪积扇倾斜平原、黄土台地为主;荒漠区以风沙地貌为主,是受生态环境威胁最严重的区域[40]。

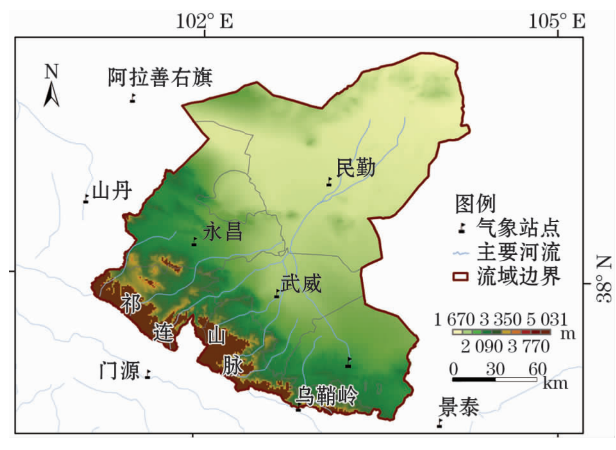


图 1 研究区位置示意图

Fig. 1 Sketch map of the study area

2 研究方法与数据来源

2.1 研究方法

2.1.1 水源涵养 模型计算分为两层,首先基于水量平衡原理计算产水量。其次,利用水源涵养影响因子(地形指数、土壤饱和导水率和流速系数)计算得到水源涵养量。计算公式如下所示:

$$Retention = \mathrm{Min}\left(1,\frac{249}{Velocity}\right)\times\mathrm{Min}\left(1,\frac{0.9\times TI}{3}\right)\times\mathrm{Min}\left(1,\frac{Ksat}{300}\right)\times Yield \quad (1)$$

式中:*Retention* 为水源涵养量(mm);*Velocity* 为流速系数;*Ksat* 为土壤饱和导水率(cm·d^{-1}),通过 NeuroTheta 软件进行计算;*TI* 为地形指数,可由(2)式计算得出;*Yield* 为产水量,由(3)式计算。

$$TI = \log\left(\frac{Drainage\ Area}{Soil\ Depth\times Percent\ Slope}\right) \quad (2)$$

式中:*Drainage Area* 为集水区栅格数量;*Soil Depth* 为土壤深度(mm);*Percent Slope* 为百分比坡度。

$$Yield = \left(1-\frac{AET}{P}\right)\times P \quad (3)$$

式中:*P* 为年降雨量(mm);*AET* 为实际年平均蒸散发量(mm)。

2.1.2 土壤保持 模型计算分为两层,首先利用通用土壤流失方程计算潜在土壤流失量 *RKLS* 和实际土壤侵蚀量 *USLE*[41-42]。其次对地块的沉积物保持量进行估算。计算公式为:

$$USLE = R\times K\times LS\times C\times P \quad (4)$$

$$RKLS = R\times K\times LS \quad (5)$$

$$SRET = (RKLS - USLE) + ups_retain \quad (6)$$

式中:*R* 为降雨侵蚀力因子;*K* 为土壤可蚀性因子;*LS* 为坡度坡长因子;*C* 为覆盖与管理因子;*P* 为土壤保持措施因子;*SRET* 为地块沉积物保持量(t);*ups_retain* 为该地块拦截上游地块的沉积物量(t)。

2.1.3 水质净化 模型采用N、P营养盐保持量和输出量来表征水质净化程度。N、P保持量越大,水质净化服务越好。模型计算分为两层,首先通过产水量模型模拟石羊河流域年平均径流量,计算过程同(1)式水源涵养模块。其次,在获得的径流量基础上,根据以下公式计算各斑块的污染物截留量。计算公式如下:

$$ALV_x = HSS_x \times POL_x \tag{7}$$

$$HSS_x = \frac{\lambda_x}{\overline{\lambda_W}} \tag{8}$$

$$\lambda_x = \log\left(\sum_U Y_U\right) \tag{9}$$

式中:ALV_x 为栅格单元 x 处调节的载荷值;POL_x 为栅格单元 x 的输出系数;HSS_x 为栅格单元 x 处的水文敏感性得分值,$\overline{\lambda_W}$ 可由(8)式计算得出,λ_x 为集水区平均径流指数;$\sum_U Y_U$ 为栅格单元处的径流指数,由式(9)计算得出,为集水区所有栅格产水量之和。

2.1.4 碳储存 该模型中碳储量包括4种基本碳库(地上生物量、地下生物量、土壤碳库、死亡有机物质)和第5大碳库(收获木材产品或相关木材产品斑块)。由于在进行第5大碳库计算时,需要输入收获类型、收获频次、收获木材产品的衰减率等数据。数据受限,本文只考虑4大基本碳库,碳储量的计算公式为:

$$C = C_{\text{above}} + C_{\text{below}} + C_{\text{dead}} + C_{\text{soil}} \tag{10}$$

式中:C_{above} 为地上碳储量;C_{below} 为地下碳储量;C_{dead} 为死亡有机碳储量;C_{soil} 为土壤碳储量。

2.1.5 生物多样性模型 将InVEST模型中生物多样性模块进行优化,采用生境质量、生境稀缺度和景观指标来综合评价研究区生物多样性[43]。计算公式如下所示:

$$Q = Q_{xj} + R_x + H \tag{11}$$

式中:Q 为生物多样性指数;Q_{xj} 为栅格单元 x 处土地覆被类型 j 的生境质量,可由(10)式计算得出;R_x 为栅格单元 x 处生境稀缺度,由(11)式计算得出;H 为Shannon-Weiner多样性指数,计算公式如式(12)所示。

$$Q_{xj} = H_j\left[1 - \left(\frac{D_{xj}^z}{D_{xj}^z + k^z}\right)\right] \tag{12}$$

式中:H_j 为土地覆被类型 j 相对应的生境类型得分;D_{xj}^z 为栅格单元 x 处的土地覆被类型 j 的生境胁迫水平;z 为尺度常量;k 为半饱和常数。

$$R_x = \sum_{x=1}^{x} \sigma_{xj} R_j \tag{13}$$

式中:σ_{xj} 为一个判断函数。若 $\sigma_{xj}=1$,表示存在,$\sigma_{xj}=0$,表示不存在;R_j 为土地覆被类型 j 的稀缺性指数。

$$H = -\sum_{i=1}^{n} P_i \log_2(P_i) \tag{14}$$

式中:P_i 为植被群系 i 的面积比例;n 为植被群系的数目。

2.1.6 食品供给模型 将不同地类所生产的食品,包括粮食、油料、糖料、水果、肉类、奶类、禽蛋等,按照重量转化为相应的能量,最终按照相应地类面积进行空间化。计算公式[44]如下:

$$P = \sum_{j=1}^{j} \sum_{c=1}^{c} A_{cj} p_{cj} E_c \tag{15}$$

式中:P 为总食物能量;A_{cj} 为食物 c 在土地利用类型 j 中占有的面积;p_{cj} 为食物 c 在土地利用类型 j 中单位面积供给量;E_c 为不同食物所含的热量。

2.2 数据来源

本文的主要数据来源见表1。

表1 主要数据来源

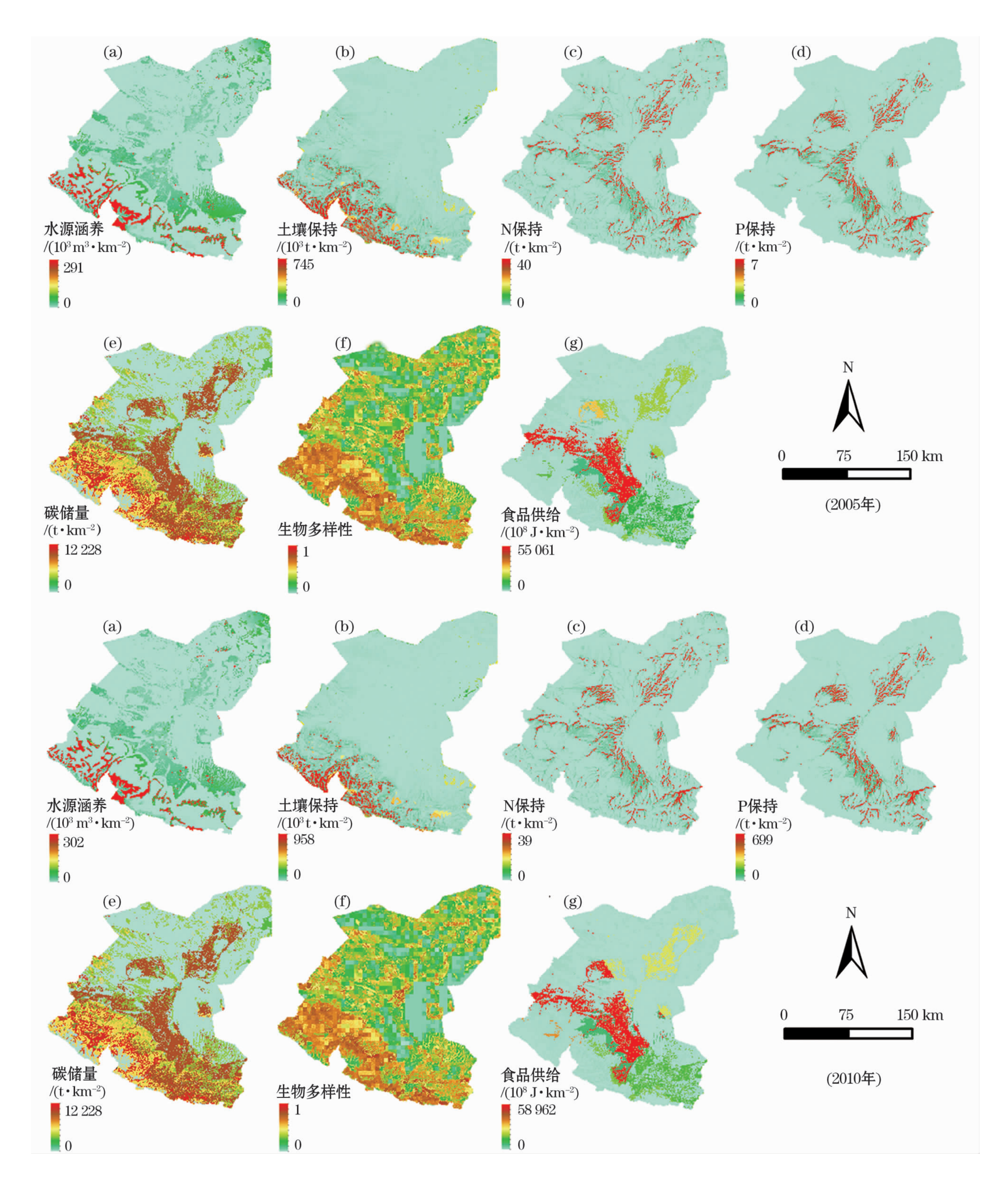
Tab.1 Main sources of the data

数据	来源
数字高程模型 DEM	西部数据中心《石羊河流域空间数据集(DEM)》
土壤深度 Soil_Depth	西部数据中心《全国第二次土壤质地数据集》
土壤有效含水量 *PAWC*	西部数据中心《全国第二次土壤质地数据集》,为田间持水量和永久萎蔫系数两者之差,由经验公式 Gupta 等[45]计算
土地利用数据 *LUCC*	中国科学院资源环境科学数据中心《全国土地利用/覆被数据集》
年降雨量 *P*	中国气象科学数据共享服务网《中国地面气候资料年值数据集》
参比蒸散发量 ET_0	中国气象科学数据共享服务网《中国地面气候资料日值数据集》,根据 Penman-Monteith 公式[46]计算
蒸散系数 K_c	1. 农作物的蒸散系数 K_c 值参考 FAO 的灌溉和园艺手册;2. 其他参考 Allen-Wardell 等[47]
粮食产量及播种面积等	《甘肃发展年鉴 2006》[48]《甘肃发展年鉴 2011》[49]《甘肃发展年鉴 2016》[50]
降雨侵蚀力指数 *R*	中国气象科学数据共享服务网《中国地面气候资料日值数据集》
植被覆盖因子 *C*	参考蔡崇法等[51]
水土保持措施因子 *P*	参考郑度等[52]
土壤可蚀性指数 *K*	用 EPIC[53]公式计算 Kepic,再将 Kepic 值代入张科利等[54]修正关系式计算土壤实际的 *K* 值
Z	将各子流域的产水模拟量与 *Z* 值之间建立相关关系,与相应子流域的水资源量进行对比,最终确定 *Z* 值为2.1。

3　结果与分析

3.1　2005—2015 年石羊河流域生态系统服务空间分布

据图 2 可知,水源涵养呈现出南高北低的分布格局,高值区主要位于肃南县的北滩、东滩、马营,天祝县东南部,以及古浪井泉、横梁、西靖等地;土壤保持空间格局非常清晰,具有由西南向东北逐渐减少的分布态势,服务功能高值区位于流域上游的肃南西、南部,主要包括北滩、东滩的部分区域,天祝毛藏等地位于中下游区域的民勤东南部也分布着零碎的高值区域,除此之外,其他地区的土壤保持服务功能非常低;N、P 保持量的高值区沿河流及周围分布;碳储存具有由西南向东北递减,且高值沿河流及其周



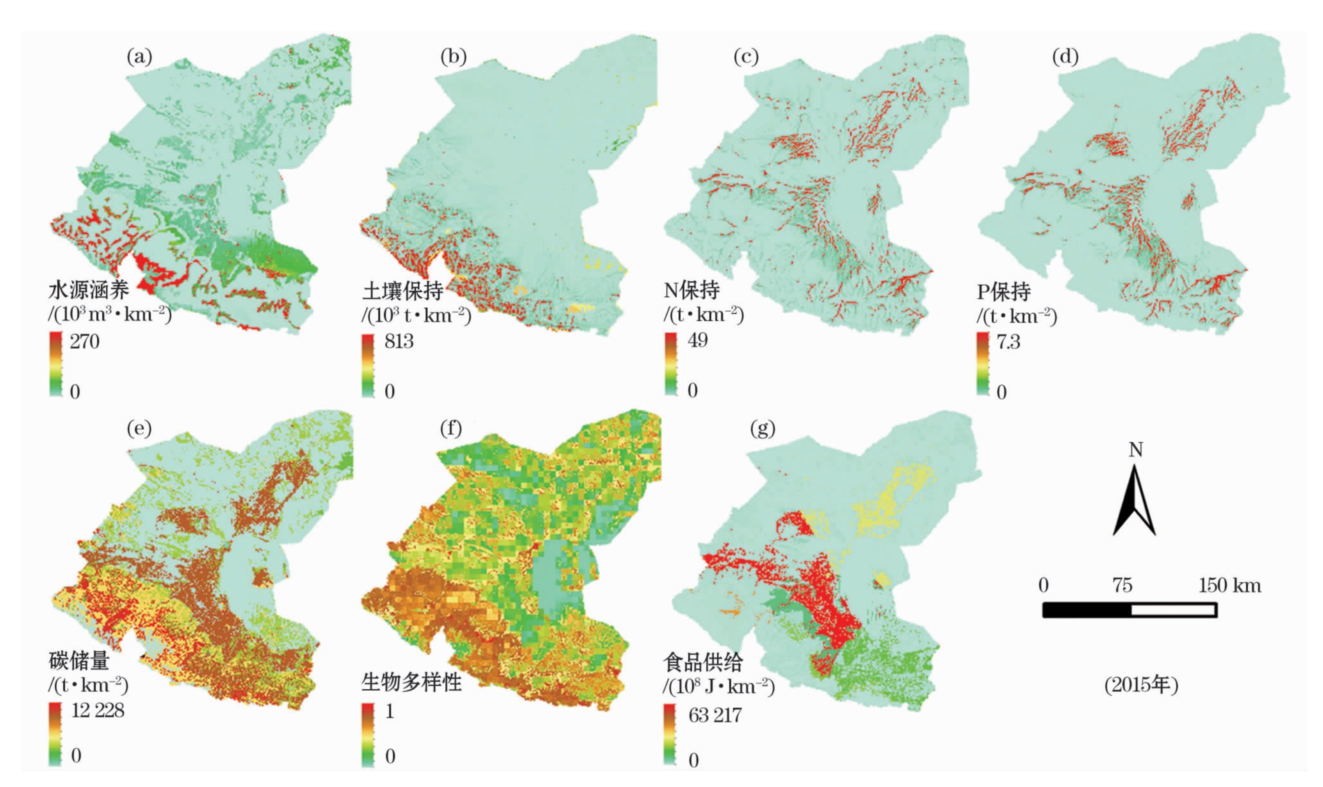


图 2　2005—2015 年石羊河流域生态系统服务空间分布

Fig. 2　Spatial distribution of ecosystem services in the Shiyang River Basin from 2005 to 2015

围呈带状分布，其单位面积的服务功能水平在 1.126×10^{3} t·km^{-2}以上的范围大致位于流域中上游，包含肃南东滩、北滩、泱翔、马营等地，以及天祝旦马、祁连、毛藏、大红沟、朵什；生物多样性服务功能程度较高的区域为肃南、天祝等生物多样性非常丰富的区域；由于武威、永昌和民勤盆地等区域分布着大范围的耕地，是粮食、水果、油料等的主要产地，表现出高水平的食品供给服务功能。

总体来看，流域服务整体在空间上呈现出南高北低的差异性，主要由于流域南部大部分被原始森林覆盖，生物多样性非常丰富。中部的走廊平原干旱区，一方面，河川径流沿程减少，且温度较高，年蒸散量增大；另一方面，丰富的光热资源提供了人类生活和农作物生长的适宜条件，农作物的生长需求和城镇生产生活用水成为水量的主要消耗方式，导致中游的水源涵养总量较小。与此同时，人类活动强度的增大和工农业的快速发展也导致植物生长条件的破坏，土壤侵蚀性增强。而北部分布着大量的丘陵和荒漠，尤其是民勤北部的边缘地带，年降水量很少，而年蒸发量却很大，水资源极度匮乏，植被覆盖程度更低，流沙的移动严重威胁绿洲的生存，致使民勤绿洲内部沙化，生态系统结构单一，服务功能水平低下。

从流域生态系统服务数量变化特征来看，2005 年水源涵养、碳储存、食品供给总量分别为 4.852×10^{8} m^{3}、1.556×10^{8} t 和 2.211×10^{16} J，而 2015 年服务总量依次增加到 5.376×10^{8} m^{3}、1.567×10^{8} t 和 3.034×10^{16} J，呈现出较大的变化趋势。除此之外，其他类型服务总量的增长幅度相对较小。

3.2　基于土地利用类型的石羊河流域生态系统服务及其变化统计

基于流域生态系统服务基础数据集，按照不同时期的土地利用类型对 2005—2015 年的各项服务的总量和均值进行统计，结果见图 3 和图 4。鉴于食品供给服务仅统计了草地和耕地两种类型的贡献情况，情形简单在图中未做统一分析。

据图 4a 可知，单位面积草地的水源涵养量最大值为 2.130×10^{4} m^{3}·km^{-2}·a^{-1}，而单位面积的林地的水源涵养量最大值高达 3.724×10^{4} m^{3}·km^{-2}·a^{-1}，这主要由于林地植物层具有很强的截留和储存降水能力，大大减缓了地表径流，也增加了下渗量，致使林地单位面积的水源涵养功能水平很强，表现出林地 > 草地。然而，由图 3a 可知，在研究时段内草地的水源涵养贡献总量最大，林地次之。具体来看，2015 年的草地水源涵养总量达到 2.313×10^{8} m^{3}，林地的水源涵养总量为 6.563×10^{8} m^{3}，这

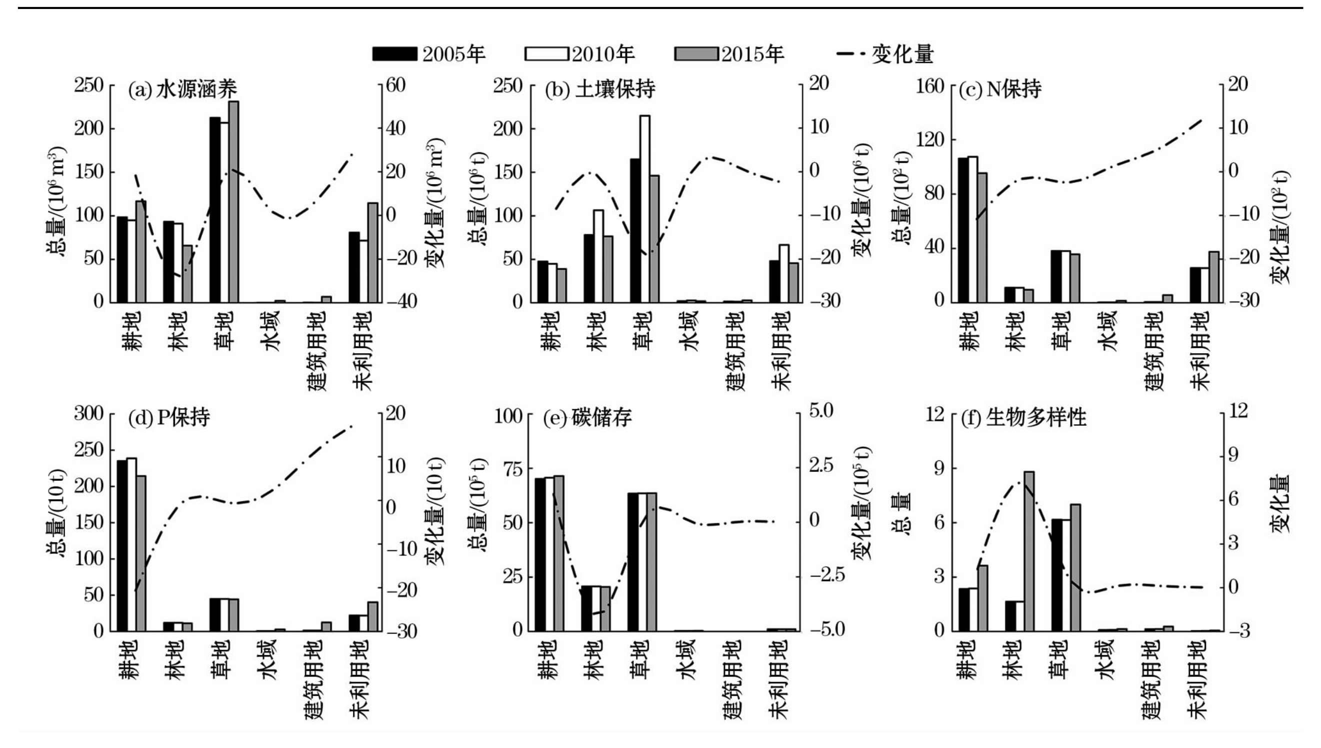


图 3　2005—2015 年基于土地利用类型的石羊河流域各项生态系统服务总量及变化统计

Fig. 3　Statistic results of all the ecosystem services based on land use types in the Shiyang River Basin from 2005 to 2015

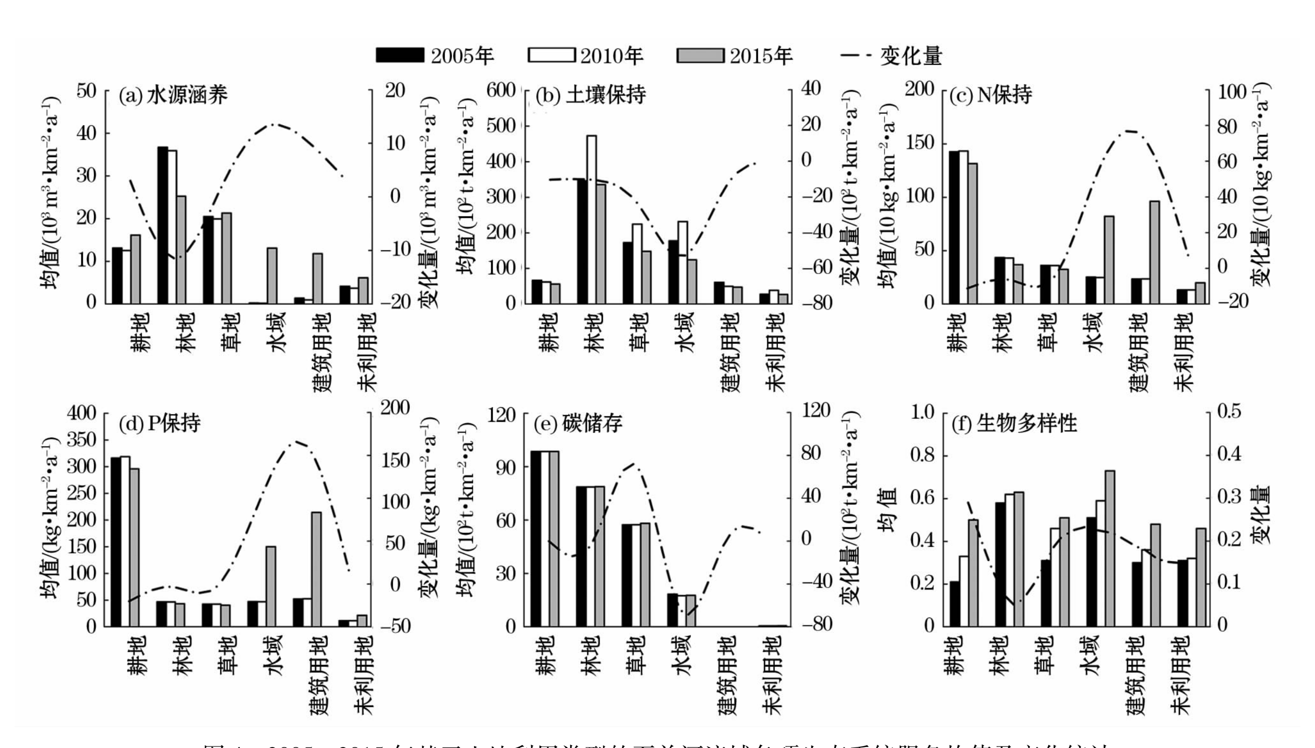


图 4　2005—2015 年基于土地利用类型的石羊河流域各项生态系统服务均值及变化统计

Fig. 4　Statistic results of average values and their variations of all the ecosystem services based on land use types in the Shiyang River Basin from 2005 to 2015

主要是由于本研究区范围内草地的面积比例大于林地。由于耕地结构比较单一,但覆盖范围较广,2015 年以 1.166×10^8 m^3 的水源涵养总量稳居第二。结合图 3b 和 4b 可知,2015 年土壤保持总量小于 2005 年,以草地和耕地最为显著,分别减少 1.887×10^4 t 和 2.426×10^3 t,这主要因为建筑用地的急剧扩大和未利用土地的大力开发占用一定的草地与耕地,从而导致这些地类的土壤保持服务总量减少。

由图 3c、3d 和图 4c、4d 可以看出，在研究时段内耕地、草地、林地的 N、P 保持总量在降低，而其他地类的该项服务总量在增加，且耕地的 N、P 保持总量最大，草地次之。因此，草地、耕地是水质净化服务总量的主要贡献者。如图 3e 和图 4e 所示，2005—2015 年流域耕地、草地的碳储存总量呈上升态势。其中，2005 年耕地碳储存总量为 7.016×10^{7} t，2015 年增加到 7.144×10^{7} t，累计增加 1.291×10^{6} t。对于草地来说，2015 年碳储存总量增加到 6.354×10^{7} t，且单位面积的碳储存能力也得到提升。除此之外，单位面积的林地碳储存功能有所提高，然而由于林地覆盖面积在减少，致使林地碳储存总量整体减少，累计减少 2.590×10^{5} t。据图 4f 可知，各个地类单位面积的生物多样性水平在不断提高，生物多样性功能水平有所加强，但由于建设用地、农业生产用地的不断扩大，在一定程度上破坏了动植物原有的栖息场所；另一方面，农药、化肥等有害物品的不合理使用，威胁着生物的生境。因此，在追求当地经济发展的同时，相关管理部门应加强对生境适应性较高的林地、草地、水域等地类的保护，提高生境质量的整体水平。统计可知，耕地的食品供给总量远远大于草地的供给总量，单位面积的食品供给总量可以用来表示食品供给功能的强弱。在 2005 年，草地、耕地的单位面积食物供给总量为 1.292×10^{11} J·km^{-2}·a^{-1}和 2.904×10^{12} J·km^{-2}·a^{-1}，进一步表明富含丰富食物种类的耕地食品供给能力更强。

3.3 石羊河流域生态系统服务功能分区

本文对流域 2005—2015 年的水源涵养、土壤保持、水质净化等 6 项服务进行定量评估，通过深入分析各项服务的时空变化特征，统计不同地类的生态系统服务，揭示出服务的时空分异规律。实现流域重点治理目标，加快流域综合治理进程，因地制宜地制定出流域生态环境维持和保育政策，这对开展生态系统服务功能类型分区工作至关重要。

3.3.1 生态系统服务重要性分级 为实现流域生态系统服务功能的合理分区，首先根据《国家生态保护红线——生态功能红线划定技术指南》，借助 ArcGIS 软件采用分位数法对 2015 年研究区 6 项生态系统服务进行重要性分级，并确定生态功能重要区（图 5），其中生态服务功能类型分级标准见表 2。在此基础上，根据生态系统等级原则、生态过程地域分异原则、主导性原则、生态功能相似性与差异性原则、可调整性等原则，对 6 大服务类型进行综合评估，最终得到合理的生态功能分区。

据图 5a 可知，流域水源涵养高度重要区和极重要区面积占流域的 11.27% 和 10.76%，而一般重要区和较重要区面积分别占 41.85% 和 36.09%，由此可知，该项服务的重要性分区以一般重要区为主。从空间分布来看，武威的西部、南部和永昌六坝、东寨、红山窑等区域为水源涵养高度重要区，而极重要

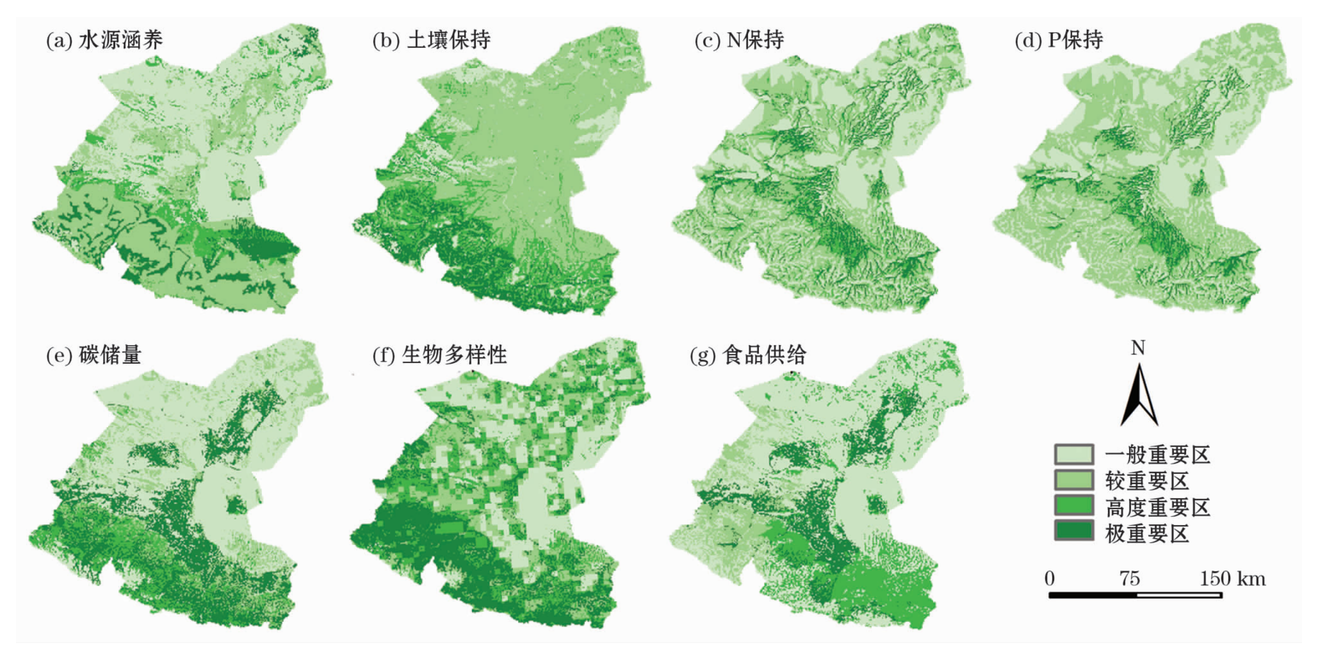


图 5 2015 年石羊河流域生态系统服务功能重要性分级

Fig. 5 Classification of the importance of ecosystem services in the Shiyang River Basin in 2015

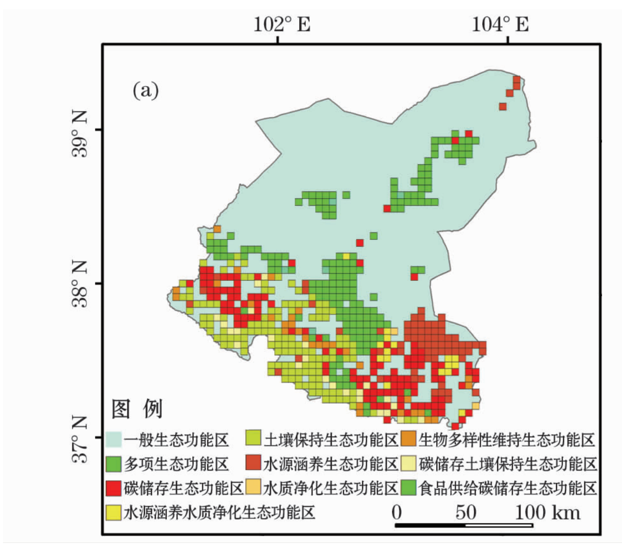
表 2　生态服务功能类型分级标准

Tab. 2　Classification standards for ecological services

重要性分级	水源涵养 /($10^3m^3 \cdot km^{-2}$)	土壤保持 /($10^3t \cdot km^{-2}$)	N 保持 /($t \cdot km^{-2}$)	P 保持 /($t \cdot km^{-2}$)	碳储量 /($t \cdot km^{-2}$)	生物多样性	食物供给 /($10^8J \cdot km^{-2}$)
一般重要	0 ~ 11	0 ~ 1.12	0 ~ 0.13	0 ~ 0.03	0 ~ 50	0 ~ 0.45	0 ~ 512
较重要	10 ~ 23	1.12 ~ 3.18	0.13 ~ 0.38	0.03 ~ 0.11	50 ~ 6 185	0.45 ~ 0.53	512 ~ 693
高度重要	23 ~ 43	3.18 ~ 15.93	0.38 ~ 1.33	0.11 ~ 0.37	6 185 ~ 9 494	0.53 ~ 0.68	693 ~ 16 648
极重要	43 ~ 270	15.93 ~ 813.00	1.33 ~ 49.00	0.37 ~ 7.30	9 494 ~ 12 228	0.68 ~ 1.00	16 648 ~ 63 217

区的分布范围最小,大致位于肃南马营、东滩和西滩,天祝毛藏以及古浪北部。结合图 5b 可知,土壤保持服务水平整体较高,以较重要区为主,在空间上基本覆盖流域的中下游,面积占比高达流域的 58.09%,而一般重要区、高度重要区和极重要区所占比相对较小,仅占流域的 6.99%、22.59% 和 12.30%。从行政区划分析,肃南铧尖、东滩,武威西营,以及天祝的大部分区域,对流域的土壤保持发挥着极其重要的作用。由图 5c、5d 可知,水质净化服务的极重要区具有沿河流及周围分布的特征,区域上涵盖了永昌六坝、东寨、水源、朱王堡镇,金昌的东北部,民勤绿洲及武威等地,且高度重要区与极重要区交错分布。碳储量服务的重要性分区(图 5e)以高度重要区和一般重要区为主,其高度重要区主要分布在流域上游,面积占总流域的 12.10%,一般重要区主要以下游地区为主,即民勤绿洲极重要区的外围,区域面积为 19 287 km^2,占流域的 47.52%,较重要区分布较为零碎,夹杂在极重要区和一般重要区之间,所占比重仅为 25.11%,主要以民勤东北部和永昌西北部的公用地为主,而极重要区面积占流域的 24.70%,一般重要区覆盖武威的大部分区域,民勤绿洲,以及永昌、金昌、肃南等地。据图 5f 可知,生物多样性服务重要性等级在空间上呈现出由西南向东北递减的规律,由于气候、地形、植被等自然条件和人为活动等社会条件的综合作用,肃南、天祝的绝大部分区域,以及古浪南部构成该项服务的极重要区,扮演着生物多样性功能的重要角色;由于武威、天祝、古浪的大部分区域,以及金昌东北部、永昌南部和民勤绿洲等地分布着大量的耕地和草地,因此,该区域的食品供给服务水平较高,构成了该项服务的极重要性和高度重要性分区。

3.3.2　生态系统服务功能分区　根据以上研究方法和划分依据,提取了水源涵养、土壤保持、水质净化、碳储存、生物多样性和食品供给功能的较重要、高度重要和极重要信息,借助 ArcGIS 软件对各项服务类型进行空间叠置分析,生成研究区生态功能区划图(图 6a)。从图 6a 可以看出,研究区生态系统服务功能分区共有 10 项,且流域服务功能空间分异



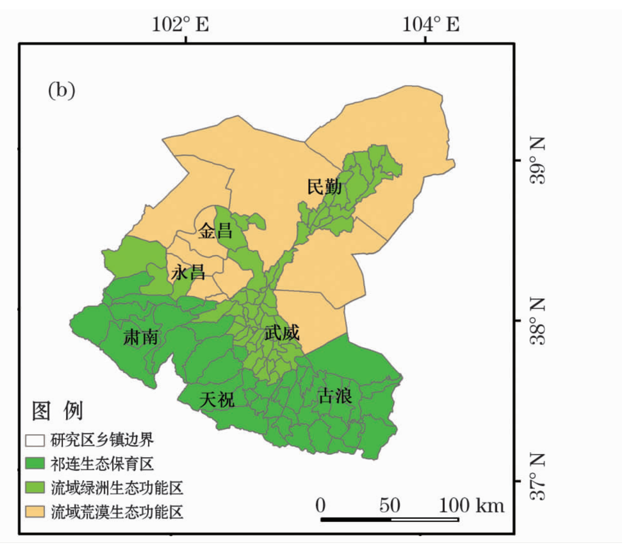


图 6　石羊河流域生态功能分区

Fig. 6　Regionalization of ecosystem services in the Shiyang River Basin

特征极其显著。综合参考研究区的不同地理组分和各个分区的生态服务类型主导关系,把 10 项生态功能分区最终整合成 3 项生态功能大区(图 6b)。

(1) 祁连山生态保育区该区位于流域南部和西南部,行政区划上包括肃南、天祝、古浪等地。海拔介于 1 900 ~4 500 m,土壤垂直地带性特征显著,植被主要以寒冷垫状植物、高山草甸、高山灌丛、森林和浅山草原类型为主,生物物种资源丰富,区内有雪豹、盘羊等兽类,鸟类主要有高原山鹑、角白灵等,除此之外,分布着大量昆虫,是水源涵养、土壤保持和生物多样性极重要区,以及碳储量和食品供给服务较重要区。在区域管理上,应重点实施退耕还林还草,加强人类的保护管理,可在生态保育核心区进行生态移民,杜绝因毁林开垦、毁林采矿等行为造成的生态系统的破坏,减少对生态保护区的干扰,提高区域的植被覆盖度,改善区域的生态系统服务水平。

(2) 流域绿洲生态功能区

此区域基本上覆盖流域中游及以北绿洲盆地,涵盖金昌、永昌、民勤、古浪、凉州区等地。光热资源充足,植被类型主要为荒漠植被和旱生灌木,主要农作物为小麦、玉米、药材等,是食品供给和碳储存极重要及高度重要区,在人民生存、生活和当地经济发展方面扮演着重要的角色。该区域在生态保护与发展方面,应该合理调整区域产业结构,减少农业用水总量,努力促进农民节水增收。与此同时,应避免因追求经济发展而造成的环境污染,如制止金昌的工业"三废"污染排放,水资源过度利用,提高再生水和工业用水的重复利用率。除此之外,可开展长治久安的水资源配置保障工程,建立风沙防护林带,提高人们的节水意识,改善当地生态系统服务水平,为区域农业生产提供良好条件。

(3) 流域荒漠生态功能区

该区域主要覆盖流域的北部、东北部和西北部。地貌类型以沙漠、戈壁和低山丘陵为主,借助开采低洼处的地下水维持生存的干旱荒漠景观,面临地下水位下降、矿化度上升、土地沙漠化、盐渍化进程加快等生态问题,严重威胁着当地的生态系统服务,导致服务水平低下。自 2006 年综合治理以来,该区域的地下水开采得到有力控制,流域北部恶化趋势有所好转,植被覆盖面积显著增加。因此,该区域在生态建设方面应该继续加强管理力度,减少生态恶化,恢复植被体系,促进服务水平向更好方向发展。

4 结 论

本文基于 InVEST 模型,在校验与优化的基础上,对不同时期的石羊河流域生态系统服务进行可视化评估,其结果的合理性和科学性,充分证实了该模型在干旱区内陆河流域的较强适用性。但同时,存在一些需要改进的地方:一方面表现为模型所需输入数据、参数较多。由于数据所限,本文的植被覆盖与管理因子、植被根系深度等个别参数取值主要参考相关文献资料,致使研究结果存在一定误差。另一方面,模型的简化处理,造成研究结果的单一性和片面化,例如生物多样性功能,模型只是采用生境质量作为评判生物多样性水平高低的指标,造成模型输出结果的精确度不高。因此,在今后的研究中应尽可能的开展野外观测,提高基础数据的精准性,除此之外,可以通过 InVEST 模型与其他相关模型的集成,综合应用于评估研究,以提高研究的合理性与科学性。

石羊河流域生态系统服务时空变化具有规律性。首先,各项服务表现出空间分异性:水源涵养、生物多样性、碳储存具有极其相似的空间分布格局,由西南向东北递减,且高值沿河流及周围带状分布,区域上涵盖肃南西、南部。水质净化高值区分布较为零碎,民勤绿洲、昌宁、金昌双湾、永昌的红山窑、焦家庄以及古浪海子滩等地,由于植被的过滤和净化作用,成为水质净化水平较高区域。武威、永昌和民勤盆地等区域为粮食、水果、油料等的主要生产区,构成食品供给服务的高值区。其次,10 a 间,水源涵养、水质净化、碳储量、生物多样性服务功能水平趋于好转,流域的整体生态水平得到改善。最后,从不同地类对生态系统服务的贡献量来看,草地对水源涵养、土壤保持服务的贡献量最大,约为 44% 和 48%;水质净化和碳储量有 21%、41% 来自草地,仅次于耕地;约有 92% 的食物供给量来自耕地。因此,草地和耕地在流域生态系统服务中具有不可替代的重要作用。

石羊河流域生态系统服务功能区划可分为 3 项,即祁连山生态保育区、流域绿洲生态功能区、流域荒漠生态功能区。同时,针对功能区的区位特征,对各分区的生态建设和管制问题进行了分析与探讨,并提出了相应的生态环境维持和保育措施,因地制宜地进行精准治理和保护,该研究对实现流域的可持续发展具有一定的指导意义。

参考文献(References):

〔1〕 Costanza R,Arge R D,Groot R,et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital〔J〕. Nature, 1997, 387(6 630):253 – 260.

〔2〕 Whittaker R H,Likens G E. Primary production:The biosphere and man〔J〕. Human Ecology,1973,1(4):357 – 369.

〔3〕 Wilson C L,Matthews W H. Man's Impact on the Global Environment: Assessment and Recommendations for Action〔M〕. Cambridge:Massachusetts MIT Press,1970:319.

〔4〕 Ehrlich P R,Ehrlich A H. Extinction:The Causes and Consequences of the Disappearance of Species〔M〕. United States: Ballantine Books,1985.

〔5〕 Holdren J P,Ehrlich P R. Human population and the global environment〔J〕. American Scientist,1974,62(3):282 – 92.

〔6〕 Ehrlich P R,Ehrlich A H,Holdren J P. Ecoscience-population,resources,environment〔M〕. San Francisco:W. H. Freeman & Company,1979,9(4):127 – 127.

〔7〕 Westman W E. How much are nature's services worth? 〔J〕. Science,1977,197(4 307):960 – 964.

〔8〕 Ehrlich P R,Ehrlich A H. Extinction〔M〕. New York:Simon and Schuster,1981.

〔9〕 Daily G. Nature's Services:Societal Dependence on Natural Ecosystems〔M〕. Washington DC:Island Press,1997.

〔10〕 Cairns J J. Protecting the delivery of ecosystem services〔J〕. Ecosystem Health,1997,3(3):185 – 194.

〔11〕 Alexander S E,Schneider S H,Lagerquist K. The interaction of climate and life〔C〕//Daily G. Nature's Services:Societal Dependence on Natural Ecosystems. Washington DC:Island Press,1997:71 – 92.

〔12〕 Naylor R,Ehrlich P R. Natural pest control services and agriculture〔C〕// Daily G. Nature's Services:Societal Dependence on Natural Ecosystems. Washington DC:Island Press,1997:151 – 174.

〔13〕 Schulze, E D, Mooney H. Biodiversity and Ecosystem Function〔M〕. Berlin:Springer-Verlag,1993:237 – 253.

〔14〕 Millennium Ecosystem Assessment Program. Ecosystems and Human Well-being:Our Human Planet:Summary for decision makers〔M〕. Washington DC:Island Press,2005.

〔15〕 世界资源研究所,国家环境保护总局履行《生物多样性公约》办公室. 生态系统与人类福祉:生物多样性综合报告,千年生态系统评估〔R〕. 北京:中国环境科学出版社,2005.〔World Resources Institute,Office of the State Administration of Environmental Protection for the Implementation of the Convention on Biological Diversity. Ecosystems and Human Well-Being:A Comprehensive Report on Biological Diversity,Millennium Ecosystem Assessment〔R〕. Beijing: China Environmental Science Press, 2005.〕

〔16〕 Johnson J A,Runge C F,Senauer B,et al. Global agriculture and carbon trade-offs〔J〕. Proceedings of the National Academy of Sciences,2014,111(34):12 342 – 12 347.

〔17〕 Bhagabati N K,Ricketts T,Sulistyawan T B S,et al. Ecosystem services reinforce Sumatran tiger conservation in land use plans〔J〕. Biological Conservation,2013,169:147 – 156.

〔18〕 Shaw M R,Pendleton L,Cameron D R,et al. The impact of climate change on California's ecosystem services〔J〕. Climatic Change,2011,109(1):465 – 484.

〔19〕 Polasky S,Nelson E,Pennington D,et al. The impact of land-use change on ecosystem services,biodiversity and returns to landowners:A case study in the state of Minnesota〔J〕. Environmental and Resource Economics,2011,48(2):219 – 242.

〔20〕 Goldstein J H,Caldarone G,Duarte T K,et al. Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions〔J〕. Proceedings of the National Academy of Sciences,2012,109(19):7 565 – 7 570.

〔21〕 Súnchez-Canales M,Benito A L,Passuello A,et al. Sensitivity analysis of ecosystem service valuation in a Mediterranean watershed〔J〕. Science of the Total Environment,2012,440:140 – 153.

〔22〕 Fisher B,Turner R K,Burgess N D,et al. Measuring,modeling and mapping ecosystem services in the Eastern Arc Mountains of Tanzania〔J〕. Progress in Physical Geography,2011,35(5):595 – 611.

〔23〕 Leh M D,Matlock M D,Cummings E C,et al. Quantifying and mapping multiple ecosystem services change in West Africa〔J〕. Agriculture,Ecosystems & Environment,2013,165:6 – 18.

〔24〕 欧阳志云,王效科,苗鸿. 中国陆地生态系统服务功能及其生态经济价值的初步研究〔J〕. 生态学报,1999,19(5):607 – 613.〔Ouyang Zhiyun,Wang Xiaoke,Miao Hong. A primary study on Chinese terrestrial ecosystem services and their ecological-economic values〔J〕. Acta Ecologica Sinica,1999,19(5):607 – 613.〕

〔25〕 鲁春霞,谢高地,肖玉,等. 青藏高原生态系统服务功能的价值评估〔J〕. 生态学报,2004,24(12):2 749 – 2 755.〔Lu Chunxia,Xie Gaodi,Xiao Yu,et al. Ecosystem diversity and economic valuation of Qinghai-Tibet Plateau〔J〕. Acta Ecologica Sinica,2004,24(12):2 749 – 2 755.〕

〔26〕 刘秀丽,张勃,杨艳丽,等. 五台山地区森林生态系统服务功能价值评估〔J〕. 干旱区研究,2017,34(3):613 – 620.〔Liu Xiuli,Zhang Bo,Yang Yanli,et al. Evaluation of forest ecosystem service function value in Wutai mountain region〔J〕. Arid Zone Research,2017,34(3):613 – 620.〕

〔27〕 王雅,蒙吉军. 黑河中游土地利用变化对生态系统服务的影响〔J〕. 干旱区研究,2017,34(1):200 – 207.〔Wang Ya,Meng Jijun. Impact of land use change on ecosystem services in the middle reaches of Heihe River〔J〕. Arid Zone Research,2017,34(1):200 – 207.〕

〔28〕 傅斌,徐佩,王玉宽,等. 都江堰市水源涵养功能空间格局〔J〕. 生态学报,2013,33(3):789 – 797.〔Fu Bin,Xu Pei,Wang Yukuan. Spatial pattern of water retention in Dujiangyan County〔J〕. Acta Ecologica Sinica,2013,33(3):789 – 797.〕

〔29〕 黄从红,杨军,张文娟. 生态系统服务功能评估模型研究进展〔J〕. 生态学杂志,2013,32(12):3 360 – 3 367.〔Huang Cong-

hong, Yang Jun, Zhang Wenjuan. Development of ecosystem services evaluation models: Research progress[J]. Chinese Journal of Ecology, 2013, 32(12): 3 360 – 3 367.]

[30] 李屹峰,罗跃初,刘纲,等. 土地利用变化对生态系统服务功能的影响——以密云水库流域为例[J]. 生态学报, 2013, 33(3): 726 – 736. [Li Yifeng, Luo Yuechu, Liu Gang, et al. Effects of land use change on ecosystem services: A case study in Miyun reservoir watershed[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(3): 726 – 736.]

[31] 吴健生,张理卿,彭建,等. 深圳市景观生态安全格局源地综合识别[J]. 生态学报, 2013, 33(13): 4 125 – 4 133. [Wu Jiansheng, Zhang Liqin, Peng Jian, et al. The integrated recognition of the source area of the urban ecological security pattern in Shenzhen[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(13): 4 125 – 4 133.]

[32] 李仁强,黄从红,张文娟,等. 林业生态系统服务功能评估手册[M]. 北京:北京林业大学,中国科学院地理科学与资源研究所, 2014. [Li Renqiang, Huang Conghong, Zhang Wenjuan, et al. Evaluation Manual of Forest Ecosystem Service Function[M]. Beijing: Beijing Forestry University, Institute of Geographical Sciences and Resources, Chinese Academy of Sciences, 2014.]

[33] 刘焱序,徐光,姜洪源,等. 东北林区生态系统服务与健康协同分析[J]. 地理科学进展, 2015, 34(6): 761 – 771. [Liu Yanxu, Xu Guang, Jiang Hongyuan, et al. Synergy between ecosystem services and ecosystem health in the forest area of Northeast China[J]. Progress in Geography, 2015, 34(6): 761 – 771.]

[34] 唐尧,祝炜平,张慧,等. InVEST 模型原理及其应用研究进展[J]. 生态科学, 2015, 34(3): 204 – 208. [Tang Yao, Zhu Weiping, Zhang Hui, et al. A review on principle and application of the InVEST model[J]. Ecologic Science, 2015, 34(3): 204 – 208.]

[35] 王雅,蒙吉军,齐杨,等. 基于 InVEST 模型的生态系统管理综述[J]. 生态学杂志, 2015, 34(12): 3 526 – 3 532. [Wang Ya, Meng Jijun, Qi Yang. Review of ecosystem management based on the InVEST model[J]. Chinese Journal of Ecology, 2015, 34(12): 3 526 – 3 532.]

[36] 马国军,林栋. 石羊河流域生态系统服务功能经济价值评估[J]. 中国沙漠, 2009, 29(6): 1 173 – 1 177. [Ma Guojun, Lin Dong. Evaluation of economic value of ecosystem service function in Shiyang River Basin[J]. Journal of Desert Research, 2009, 29(6): 1 173 – 1 177.]

[37] 蒋小荣,李丁,李智勇. 基于土地利用的石羊河流域生态服务价值[J]. 中国人口资源与环境, 2010, 20(6): 68 – 73. [Jiang Xiaorong, Li Ding, Li Zhiyong. Ecosystem service values based on land use in Shiyang River Basin[J]. China Population, Resources and Environment, 2010, 20(6): 68 – 73.]

[38] 赵军,韦莉,陈姗. 石羊河流域上游生态系统服务价值的变化研究[J]. 干旱区资源与环境, 2010, 24(1): 36 – 40. [Zhao Jun, Wei Li, Chen Shan. Dynamics of the ecosystem service values along the upper reaches of Shiyanghe River Basin[J]. Journal of Arid Resources and Environment, 2010, 24(1): 36 – 40.]

[39] 刘海猛,石培基,周俊菊,等. 石羊河中游径流损耗特征及其影响因素[J]. 地理科学进展, 2013, 32(1): 87 – 94. [Liu Haimeng, Shi Peiji, Zhou Junju, et al. Characteristics and influencing factors of runoff consumption in the midstream of Shiyang River[J]. Progress in Geography, 2013, 32(1): 87 – 94.]

[40] 刘金荣,谢晓蓉,金自学,等. 河西走廊干旱荒漠区盐碱化土地修复与调控研究——以石羊河灌区为例[J]. 中国地质灾害与防治学报, 2005, 16(4): 89 – 92. [Liu Jinrong, Xie Xiaorong, Jin Zixue, et al. Research on the restoration and regulation of salinized land in arid and desert areas of Hexi Corridor: A case study of irrigation area in Shiyang River Basin[J]. Chinese Journal of Geological Hazards and Prevention, 2005, 16(4): 89 – 92.]

[41] Wischmeier W H, Smith D. Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning[M]. Washington DC: USDA-ARS Agriculture Handbook, 1978.

[42] 胡胜,曹明明,刘琪,等. 不同视角下 InVEST 模型的土壤保持功能对比[J]. 地理研究, 2015, 33(12): 2 393 – 2 406. [Hu Sheng, Cao Mingming, Liu Qi, et al. Comparative study on the soil conservation function of InVEST model under different perspectives[J]. Geographical Research, 2014, 33(12): 2 393 – 2 406.]

[43] 王蓓,赵军,胡秀芳,等. 基于 InVEST 模型的黑河流域生态系统服务空间格局分析[J]. 生态学杂志, 2016, 35(10): 1 000 – 4 890. [Wang Bei, Zhao Jun, Hu Xiufang, et al. Spatial pattern analysis of ecosystem services based on InVEST in Heihe River Basin[J]. Chinese Journal of ecology, 2016, 35(10): 1 000 – 4 890.]

[44] 李双成,马程,王阳,等. 生态系统服务地理学[M]. 北京:科学出版社, 2014. [Li Shuangcheng, Ma Cheng, Wang Yang, et al. The Geography of Ecosystem Services[M]. Beijing: Science Press, 2014.]

[45] Gupta S C, Larson W E. Estimating soil water retention characteristics from particle size distribution, organic matter percent, and bulk density[J]. Water Resources Research, 1979, 15(6): 1 633 – 1 635.

[46] Penman H L. Natural evaporation from open water, bare soil and grass[J]. Proceedings of the Royal Society London A, 1948, 193(1 032): 120 – 145.

[47] Allen-Wardell G, Bernhardt P, Bitner R, et al. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields[J]. Conservation Biology, 1998, 12(1): 8 – 17.

[48] 刘伟平,连辑,李沛文,等. 甘肃发展年鉴[M]. 北京:中国统计出版社, 2006. [Liu Weiping, Lian Ji, Li Peiwen, et al. Gansu Development Yearbook[M]. Beijing: China Statistical Publishing House, 2006.]

[49] 刘伟平,连辑,李沛文,等. 甘肃发展年鉴[M]. 北京:中国统计出版社, 2011. [Liu Weiping, Lian Ji, Li Peiwen, et al. Gansu Development Yearbook[M]. Beijing: China Statistical Publishing House, 2011.]

[50] 刘伟平,连辑,李沛文,等. 甘肃发展年鉴[M]. 北京:中国统计出版社, 2016. [Liu Weiping, Lian Ji, Li Peiwen, et al. Gansu De-

velopment Yearbook〔M〕. Beijing: China Statistical Publishing House,2016.〕

〔51〕蔡崇法,丁树文,史志华. 应用 USLE 模型与地理信息系统 IDRISI 预测小流域土壤侵蚀量的研究〔J〕. 土壤保持学报,2000,14(2):19－24.〔Cai Chongfa,Ding Shuwen,Shi Zhihua,et al. Study of applying USLE and geographical information system IDRISI to predict soil erosion in small watershed〔J〕. Journal of soil and water conservation,2000,14(2):19－24.〕

〔52〕郑度,姚檀栋. 青藏高原隆升与环境效应〔M〕. 北京:科学出版社,2004.〔Zheng Du,Yao Tandong. Uplift and Environmental Effects of the Tibetan Plateau〔M〕. Beijing:Science Press,2004.〕

〔53〕Williams J R,Renard K G,Dyke P T. EPIC:A new method for assessing erosion's effect on soil productivity〔J〕. Journal of Soil and Water Conservation,1983,38(5):381－383.

〔54〕张科利,彭文英,杨红丽. 中国土壤可蚀性值及其估算〔J〕. 土壤学报,2007,44(1):7－13.〔Zhang Keli,Peng Wenying,Yang Hongli. Soil erodibility and estimation of China〔J〕. Chinese Journal of Soil Science,2007,44(1):7－13.〕

Spatiotemporal Differentiation of Ecosystem Services in the Shiyang River Basin from 2005 to 2015

WANG Bei[1],　ZHAO Jun[2],　ZHONG Jun-tao[3]

(1. *College of Earth and Environmental Sciences*, *Lanzhou University*, *Lanzhou* 730070, *Gansu*, *China*;
2. *College of Geography and Environmental Sciences*, *Northwest Normal University*, *Lanzhou* 730070, *Gansu*, *China*;
3. *College of Geographic Sciences*, *Qinghai Normal University*, *Xining* 810016, *Qinghai*, *China*)

Abstract: The study on ecosystem services has become as a hot topic and frontier in the field of ecology. The Shiyang River Basin was taken as the research object to estimate the ecosystem services including the water conservation, soil retention, water purification, biodiversity sustaining, carbon storage and food supply based on GIS technology and methods in 2005, 2010 and 2015. Moreover, the evolution of the spatiotemporal pattern of ecosystem services, change of ecosystem services based on land use types and compartment of ecosystem functions were explored and studied. The results firstly showed that: ① these ecosystem services presented the spatially differential characteristics, the spatial pattern of water conservation, biodiversity maintenance and carbon storage presented the characteristics that the "low-value zones were located in the northeast, and the high-value zones were mostly distributed in the southwest". In addition, the distribution of high-value zones of water purification was fragmentary. And the high-value zones of food supply were located in Wuwei, Yongchang and Minqin basins; ② Among the different land use types, grassland and cultivated land played the main role of providing ecosystem services; ③ The basin was divided into three ecological functional areas, namely Qilian ecological conservation area, watershed oasis ecological function area and desert ecological function area. The study and analysis of the spatiotemporal differentiation of ecosystem services in the Shiyang River Basin provided the support of data and methods for relevant research, and also the scientific references for determining the goal of watershed ecological protection and construction.

Key words: InVEST model; land use type; ecosystem service function; ecological function zone; Shiyang River Basin